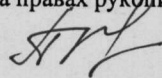


0-773273

На правах рукописи



ПРЯЖЕВСКАЯ ТАТЬЯНА СЕРГЕЕВНА

**ВЛИЯНИЕ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ВОД ЗАЛИВА ПЕТРА ВЕЛИКОГО
НА ВЫЖИВАЕМОСТЬ МИЗИД И ПРЕДЛИЧИНОК
ЯПОНСКОГО АНЧОУСА**

03.00.16 – экология

**Автореферат
диссертации на соискание ученой степени
кандидата биологических наук**

**Владивосток
2008**

673877

Работа выполнена в лаборатории прикладной экологии и токсикологии
Федерального государственного унитарного предприятия «Тихоокеанский
научно-исследовательский рыбохозяйственный центр» Федерального агентства
по рыболовству

Научный руководитель:

кандидат биологических наук,
старший научный сотрудник
Черкашин Сергей Анатольевич

Официальные оппоненты:

доктор биологических наук
старший научный сотрудник
Челомин Виктор Павлович

кандидат биологических наук
старший научный сотрудник
Кавун Виктор Яковлевич

Ведущая организация:

СахНИРО, г. Южно-Сахалинск

Защита состоится «20» декабря 2008 г. в 10 часов на заседании диссертационного
совета Д 21205602 при Дальневосточном государственном университете МОН РФ
по адресу: 690950, Владивосток, ул. Октябрьская, 27, ауд. 435.

Отзывы на автореферат просим направлять по адресу: 690950, Владивосток, ул.
Октябрьская, 27, комн. 417, кафедра общей экологии.
Факс: (4232) 45-94-09

С диссертацией можно ознакомиться в научной библиотеке Дальневосточного
государственного университета МОН РФ

Автореферат разослан «__» ноября 2008 г.

Ученый секретарь
диссертационного совета
кандидат биологических наук

НАУЧНАЯ БИБЛИОТЕКА КГУ



0000439017

Ю.А. Галышева

ОБЩАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА РАБОТЫ

Актуальность исследования. Загрязнение – один из основных факторов, оказывающих существенное влияние на состояние гидробионтов, особенно в пограничных биотопах, где концентрации поллютантов повышены в десятки и сотни раз. Среди акваторий дальневосточных морей России зал. Петра Великого Японского моря подвержен самому мощному антропогенному воздействию (Шунтов, 2001; Христофорова, 2005). Сброс тяжелых металлов и нефтеуглеводородов (НУ) в воду относительно невелик, но высокая токсичность и периодическое превышение их содержания рыбохозяйственных ПДК ставит эти загрязняющие вещества на одно из первых мест по степени значимости. Поэтому в списке приоритетных поллютантов, поступающих в залив, по-прежнему остаются тяжелые металлы (кадмий, медь, свинец, цинк), отдельные металлоиды и органические соединения, в том числе НУ и полиароматические углеводороды (ПАУ), такие как бенз(а)пирен.

Наибольшую антропогенную нагрузку испытывают акватории Амурского и Уссурийского заливов, прилегающие к г. Владивосток. Загрязнение этих прибрежных районов нестабильно, и его последствия нуждаются в регулярном экотоксикологическом контроле, для чего требуется развитие существующих и разработка новых методов изучения состояния биоты, которые были бы оперативны и доступны для широкого применения. Существенная роль в решении этой проблемы принадлежит биотестированию – экспериментальной оценке последствий загрязнения, основанной на регистрации биологических откликов (Патин, 1979, 2001; Cairns, 1981; Филенко, 1989; Крайнюкова, 1990; Тюрин, Христофорова, 1995; Лукьяненко, 1998; Черкашин, 2001; Kuczycka et al., 2005).

Во многих работах указывается на необходимость широкого использования биотестирования для оценки состояния среды и ее влияния на организмы, однако до сих пор не существует общепринятой системы биотестов. Исследования в этой области в основном проводятся на пресноводных тест-объектах. Хорошо известно, что наименее устойчивы к разнообразным изменениям в среде обитания мелкоразмерные фильтрующие ракообразные и рыбы на ранних этапах онтогенеза. С 1984 г. биотестирование на таких планктонных ракообразных как мизиды входит в комплекс экотоксикологических исследований состояния зал. Петра Великого (Черкашин, 1986, 2001; Терновенко, 1989; Мойсейченко и др., 2003). В последние годы предложено оценивать токсичность загрязнителей и на предличинках рыб (Черкашин и др., 2004).

Настоящая работа посвящена изучению влияния загрязнения на эврибионтных и стенобионтных мизид *Neomysis mirabilis* и *Paracanthomysis sp. n.*, а также на предличинок японского анчоуса *Engraulis japonicus*, многочисленных в зал. Петра Великого. Они характеризуются низкой токсикорезистентностью (Черкашин, 2001; Никифоров, Черкашин, 2004) и играют существенную роль в экосистемах прибрежных вод, легко доступны и удобны для применения в биотестировании.

Цель и задачи работы. Целью настоящего исследования явилось установление влияния загрязнения вод зал. Петра Великого, бенз(а)пирена и меди на выживаемость широко распространенных в дальневосточных морях России мизид и предличинкок японского анчоуса.

Для достижения намеченной цели предстояло решить следующие задачи:

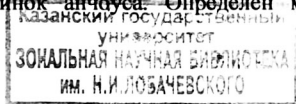
1. Оценить влияние загрязнения вод зал. Петра Великого на выживаемость мизид *Neomysis mirabilis*, *Paracanthomysis sp. n.* и предличинкок японского анчоуса *Engraulis japonicus* в экспериментальных условиях.
2. Определить расчетные значения максимальных нелетальных для предличинкок анчоуса концентраций бенз(а)пирена и максимальных концентраций меди, не вызывающих гибель мизид и предличинкок анчоуса.
3. Сравнить устойчивость двух видов мизид и предличинкок японского анчоуса к действию токсикантов и выявить наиболее уязвимый для загрязнения тест-объект.
4. Сравнить расчётные максимальные нелетальные концентрации бенз(а)пирена и меди с уровнями их содержания в прибрежных водах зал. Петра Великого.

Научная новизна:

Предложен новый тест-объект (предличинки японского анчоуса *Engraulis japonicus*), который может быть применен самостоятельно для оценки экотоксикологической ситуации или входить в комплекс биотестов.

Установлено, что предличинки анчоуса в большинстве случаев менее токсикорезистентны по сравнению с рачками. Однако дополнительные физиологические нагрузки, такие как преждевременный нерест под влиянием загрязнения, значительно увеличивают разрешающую способность биотеста даже на эврибионтной мизиде удивительной. Проведенное биотестирование выявило негативное влияние вод на тест-организмы только в локальных участках.

Впервые установлены диапазоны летальных концентраций меди и бенз(а)пирена для двух видов мизид и предличинкок анчоуса. Определен менее устойчивый к



воздействию меди тест-организм – мизид *Paracanthomysis sp. n.* Благодаря использованию низкоустойчивых тест-объектов разных таксономических групп удалось показать, что максимальные недействующие концентрации меди в 6–9 раз ниже ПДК этого металла для вод рыбохозяйственных водоёмов.

Сопоставление данных по содержанию тяжелых металлов и бенз(а)пирена в прибрежных водах зал. Петра Великого с расчетными величинами максимальных нелетальных концентраций (ЛК₀) этих поллютантов позволяет заключить, что большинство акваторий, несмотря на имеющиеся в них локальные загрязненные участки, пригодны для обитания мизид и развития предличинок рыб. Лишь воды некоторых существенно загрязненных районов для них токсичны, в основном из-за повышенных концентраций тяжелых металлов.

Практическое значение работы:

Рекомендован низкоустойчивый тест-объект (предличинки анчоуса *Engraulis japonicus*), использование которого позволяет достоверно определять и сравнивать качество морских вод за 96 ч, а также дает возможность получать оперативные данные о токсичности комплексного загрязнения для рыб в период раннего постэмбрионального развития. Особенности биохимических, морфофизиологических процессов и малые размеры предличинок увеличивают чувствительность теста и позволяют использовать для анализа пробы воды объемом всего лишь 200 мл. Биотестирование на мизидях и предличинках анчоуса применимо для регулярной оценки качества вод и токсичности различных поллютантов.

Доказана перспективность использования предложенных тест-объектов – мизид и предличинок японского анчоуса – при разработке региональных ПДК и ОБУВ загрязняющих веществ. Установлено, что реально существующие уровни загрязнения, как комплексом загрязняющих веществ, так и растворимыми формами меди, способны вызывать высокую смертность мизид и предличинок анчоуса в прибрежных водах у мыса Створного, в бухте Западной и в Спортивной Гавани.

Защищаемые положения:

1. Предличинки анчоуса и мизиды являются низкоустойчивыми и перспективными тест-объектами при разработке региональных ПДК и ОБУВ загрязняющих веществ для морских вод. Максимальные нелетальные концентрации меди для мизид *Paracanthomysis sp. n.* и предличинок японского анчоуса ниже ПДК этого металла для рыбохозяйственных водоемов РФ соответственно в 6 и 9 раз. Бенз(а)пирен еще

более токсичен, его летальные концентрации для предличинок анчоуса меньше, чем для других известных тест-объектов.

2. Значения максимальных нелетальных для мизид и предличинок японского анчоуса концентраций меди выше ее содержания в водах зал. Петра Великого, за исключением наиболее загрязненных акваторий (бухта Находка зал. Находка, внутренние районы зал. Посыета и некоторые участки Амурского и Уссурийского заливов). Концентрации бенз(а)пирена в водах Амурского залива ниже его максимальных нелетальных концентраций и при кратковременном воздействии (96 ч) не оказывают отрицательного влияния на выживаемость предличинок.

Апробация работы. Результаты и основные положения диссертации были представлены и обсуждены на международных и всероссийских конференциях и форумах: «Биотехнология – охране окружающей среде» (Москва, 2004, 2006); «Рыбохозяйственные исследования Мирового океана» (Владивосток, 2005); «Современные проблемы водной токсикологии» (Борок, Россия, 2005); «Приморские зори» (Владивосток, 2005; 2007); «Экологические проблемы использования прибрежных морских акваторий» (Владивосток, 2006); 15th Annual Conference on Environmental Bioindicators (Hong Kong, 2007); «Современное состояние водных биоресурсов» (Владивосток, 2008); доложены на отчетных сессиях ФГУП «ТИНРО-Центр».

Публикации. По теме диссертации опубликовано 13 работ.

Структура и объем диссертации. Диссертационная работа состоит из введения, шести глав, выводов, списка литературы (включающего 295 источников, в том числе 112 иностранных). Работа изложена на 156 страницах, включает 23 рисунка и 15 таблиц.

Автор искренне благодарен д.б.н., профессору Н.К. Христофоровой, д.б.н., вед. н.с. О.Н. Лукьяновой и к.б.н., ст. н.с. Л.Т. Ковековдой за критический анализ работы, ценные советы и консультации, к.х.н., ст. н.с. А.П. Черняеву за оказанную помощь по планированию экспериментов, к.б.н., н.с. М.В. Симоконю за определение концентраций тяжелых металлов в испытуемых растворах. Автор признателен научному руководителю к.б.н., ст. н.с. С.А. Черкашину, заведующему – к.б.н. В.В. Щеглову и сотрудникам лаборатории прикладной экологии и токсикологии ТИНРО-Центра за поддержку и научное сотрудничество.

СОДЕРЖАНИЕ РАБОТЫ

Глава 1. ОБЗОР ЛИТЕРАТУРЫ

Показана важная роль экспериментальных исследований в оценке токсичности химических веществ для водных организмов. Дано определение и рассмотрены цели и задачи биотестирования в экотоксикологии, приведены основные характеристики тест-объектов и тест-функций. Представлены сведения об использовании морских мизид *Neomysis mirabilis* и *Paracanthomysis sp. n.* (Черкашин, 1986, 2001; Терновенко, 1989; Мойсейченко и др., 2003), ежей *Strongylocentrotus intermedius* (Христофорова, Власова, 1992; Ващенко, Жадан, 1993; Кашенко, 2000; Нигматулина, 2005), *Scaphechinus mirabilis* (Маркина, Журавель, 2006), мидий *Crenomytilus grayanus* (Нигматулина, 2005) для экспериментальной оценки состояния среды и ее влияния на биоту. Проанализированы данные по токсичности меди, кадмия, свинца, цинка, НУ и ПАУ для рыб и ракообразных. Показано, что наиболее опасно загрязнение для организмов на начальных этапах онтогенеза. Поскольку размножение и раннее развитие животных происходит в основном в летнее время, именно в этот период оценка влияния загрязнения на водные экосистемы наиболее актуальна.

Глава 2. МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Пробы воды для оценки влияния загрязнения на выживаемость ракообразных и предличинок рыб отбирали из поверхностного слоя (0,1–0,7 м) на одиннадцати станциях, расположенных в Амурском заливе, на пяти станциях в Уссурийском заливе и на одной станции у о. Рейнеке на границе между двумя этими заливами (рис. 1). Экспериментальные работы проводили на научно-экспериментальной базе ТИНРО-Центра на о. Рейнеке (условно фоновый район) зал. Петра Великого в июне-сентябре 2003–2007 гг. Мизид отлавливали в прибрежной зоне о. Рейнеке и содержали в адаптационных аквариумах в течение 2–7 сут до начала эксперимента. Травмированные животные за это время погибали, а остальные акклимировались к лабораторным условиям (освещению, температуре, солености). Исследования влияния загрязнения на мизид проводили согласно «Временным методическим рекомендациям...» (1999).

Икру рыб отлавливали из поверхностного слоя в районе о. Рейнеке с помощью заякоренной поверхностной планктонной сети типа Маручи-Ами и затем инкубировали в лаборатории. После завершения массового вылупления предличинок японского анчоуса рассаживали по 5 шт. в высокие стеклянные стаканы с чистой отстоянной и

фильтрованной морской водой. В экспериментах изучали выживаемость предличинок в возрасте 16–22 ч, добиваясь тем самым снижения гибели в контроле и повышения уровня воспроизводимости результатов. Всего в ходе биотестирования вод залива использовано 1185 особей мизид и 750 предличинок анчоуса.

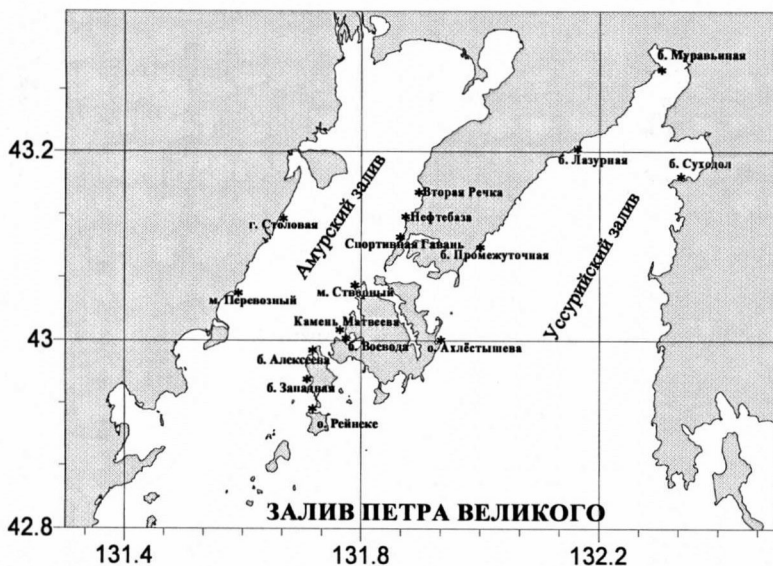


Рис. 1. Карта-схема района отбора проб воды для биотестирования

Задаваемые концентрации поллютантов получали добавлением в экспериментальные емкости с водой, отобранной у о. Рейнеке, необходимого количества бенз(а)пирена, растворенного в ацетонитриле, или ионов меди, используя расчетное количество маточного раствора токсиканта, приготовленного на бидистиллированной воде. Диапазон концентраций поллютантов, снижающих выживаемость тест-объектов, устанавливали на основании результатов предварительных опытов.

Концентрации Cu^{2+} в тестируемых растворах в начале и конце экспериментов определяли на атомно-абсорбционном спектрофотометре Nippon Jarrell Ash AA-855. Концентрации Cu^{2+} 2, 4 и 6 мкг/л являлись расчетными, так как были ниже предела обнаружения прибора. Средние концентрации Cu^{2+} 12, 80 и 100 мкг/л получены в

результате фактических определений. Всего в экспериментах по оценке влияния БП и меди использовано 495 особей мизид и 705 предличинок японского анчоуса.

Температурные диапазоны (16–22°C) соответствовали условиям акклимации мизид, инкубации эмбрионов анчоуса и суточным изменениям во время опытов. Соленость варьировала в пределах 30,1–32,8‰.

Поскольку в ходе эксперимента наблюдалась гибель интактных животных в контрольных группах, для нивелирования данного эффекта при расчете среднего процента гибели в каждой исследуемой концентрации применяли поправку Аббота (Методические указания..., 1998). Для количественной оценки токсичности использовали пробит-анализ (Руководство..., 2002; Коросов, Калинкина, 2003; Sato et al., 2005), реализованный в MS Excel (Черкашин и др., 2004). Экспериментальные данные представляли в виде зависимости пробитов («единиц смертности», соответствующие проценту смертности) от логарифма содержания исследуемой воды (%) или логарифма концентраций токсиканта. Ошибку ЛК₅₀, т.е. концентраций исследуемых вод или поллютантов, вызывающих гибель 50 % организмов, вычисляли по формуле:

$$m = \frac{\sigma}{\sqrt{N}},$$

где σ – величина стандартного отклонения, N – общее число животных в группах, летальность в которых была не менее 6,7 % (пробит 3,5) и не более 93,3 % (пробит 6,5).

Глава 3. ВЛИЯНИЕ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ВОД НА ВЫЖИВАЕМОСТЬ МИЗИД И ПРЕДЛИЧИНOK РЫБ

Выживаемость предличинок японского анчоуса значительно снижена в отдельных участках Амурского залива, в которые непосредственно поступают стоки предприятий г. Владивосток. Так, в июле 2003 г. в экспериментах с водой, отобранной у дельфинария, уже в первые 12 ч экспозиции отмечали гибель 83 % животных даже при двукратном разведении. Неразбавленная вода за это же время вызывала гибель 100 % испытуемых предличинок.

Отобранная летом 2004 г. у дельфинария и нефтебазы вода также оказалась токсичной для предличинок анчоуса. Гибель животных наблюдалась в течение всего эксперимента и к концу 96-часовой экспозиции в неразбавленной воде достигала 100 % (рис. 2).

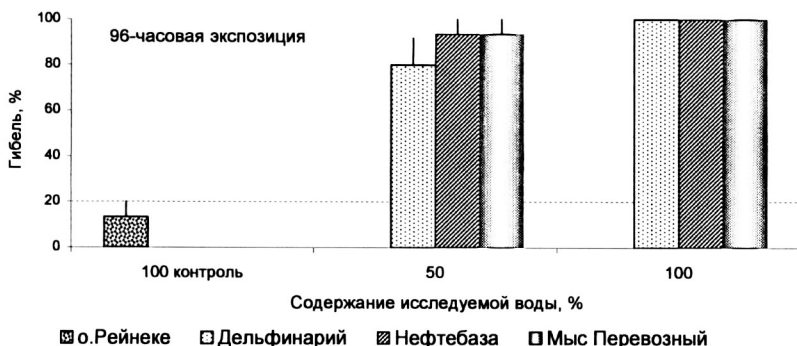


Рис. 2. Гибель ($M \pm m$, $N = 15$) предличинки японского анчоуса при биотестировании воды Амурского залива, август 2004 г.

Токсичной оказалась вода и у мыса Перевозного и горы Столовой, причем в июне негативное влияние проб, отобранных у мыса Перевозного, на развитие предличинки становилось достоверным лишь после 96-часовой экспозиции, в августе смертность всех испытуемых организмов регистрировали уже через 48 ч.

Биотестирование вод прибрежных районов Амурского залива в июне 2005 г. показало, что вода, взятая у мыса Створного и Камня Матвеева, не снижала выживаемости предличинки анчоуса при 72-часовой экспозиции. Следовательно, незначительное загрязнение морских вод этого района, расположенного в средней части залива и не подверженного непосредственному влиянию сточных вод Владивостока, не оказывало существенного влияния на жизнестойкость предличинки.

В июле 2007 г. для предличинки японского анчоуса токсичность вод Амурского залива на обследованных станциях возрастала по мере приближения к бухте Золотой Рог. В течение всего опыта максимальное значение – 100 % смертности животных – отмечалось в воде у мыса Створного (рис. 3). После 72-часовой экспозиции достоверное увеличение количества погибших особей до 80 % наблюдали и в пробе, отобранной у Камня Матвеева (рис. 3).

При биотестировании состояния прибрежных вод внутренних районов Уссурийского залива, проведенном в августе 2007 г., их токсичности для предличинки анчоуса не обнаружено.

Оценка влияния вод зал. Петра Великого на выживаемость мизид выявила негативное воздействие загрязнения только в локальных участках Амурского и

эпизодически Уссурийского заливов. Так, в экспериментах с *Paracanthomysis sp. n.* в августе и сентябре 2003 г. за 72 ч вода, взятая у дельфинария, вызывала гибель 80 % рачков (рис. 4).

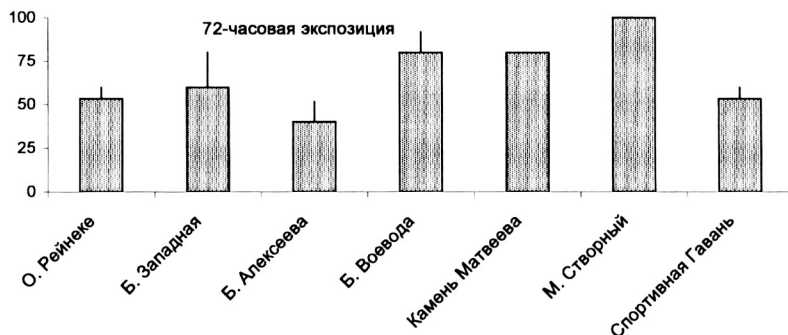


Рис. 3. Гибель ($M \pm m$, $N = 15$) предличиннок японского анчоуса при биотестировании вод Амурского залива, июль 2007 г.

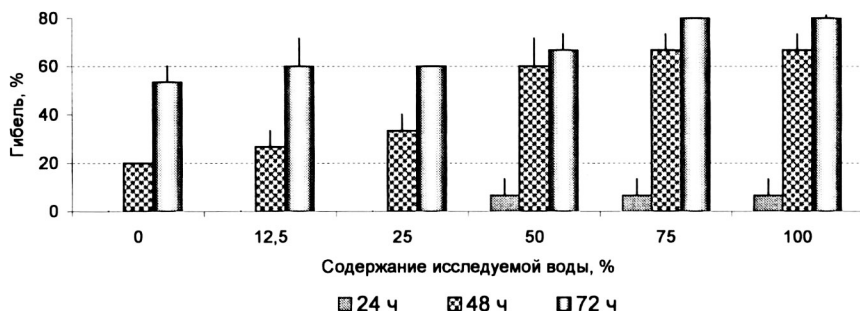


Рис. 4. Гибель ($M \pm m$, $N = 15$) мизид *Paracanthomysis sp. n.* при биотестировании воды Амурского залива, взятой у дельфинария, сентябрь 2003 г.

Анализируя графики, отображающие воздействие поверхностной воды, отобранной у дельфинария, на гибель мизид (рис. 5), необходимо отметить, что линии трендов смертности рачков в августе и сентябре практически совпадают. На графиках приведены также величины медианных летальных концентраций ($ЛК_{50}$) для каждого случая. Логарифмы этих концентраций соответствуют абсциссам точек пересечения линий тренда смертности с линией пробита 5, при которых гибель тест-объектов равна

50 %. Величина 48 ч ЛК_{50} в августе составляла 73 %, в сентябре – 65 %. Эти различия недостоверны при уровне значимости 0,05.

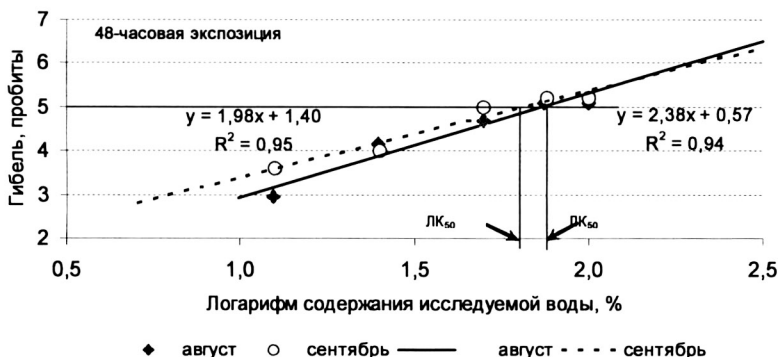


Рис. 5. Зависимость гибели мизид (в единицах пробит) от разбавления поверхностной воды Амурского залива, отобранной у дельфинария

В августе и сентябре 2004 г. тестируемая вода у дельфинария также проявила высокую токсичность. Например, в августе, к завершению 72-часового, опыта смертность мизид достигала 93,3 %. В то же время достоверно негативного влияния вод, отобранных у нефтебазы и у мыса Перевозного, на выживаемость рачков не обнаружено.

В июне 2005 г. не выявлено токсичности вод обследованных акваторий (у нефтебазы, у дельфинария, у мыса Створного, в бухте Воевода и у о. Рейнеке) для мизид *Paracanthomysis sp. n.* в 48-часовых опытах. Следовательно, загрязнение этих акваторий непостоянно в пространстве и времени. Проводимые одновременно эксперименты с мизидой удивительной показали, что вода у нефтебазы достоверно токсичнее, чем в бухте Воевода и у о. Рейнеке (рис. 6). Меньшая устойчивость рачков этого вида, вероятно, объясняется тем, что в экспериментах использовали перезимовавших мизид, наиболее крупные из которых, отнерестившись после первых суток биотестирования при повышении температуры до 13,5 °С, погибали. Следовательно, дополнительные физиологические нагрузки, такие как нерест, снижают резистентность организмов к воздействию токсикантов, тем самым повышая разрешающую способность теста.

В сентябре 2005 г. не обнаружено негативного влияния на выживаемость мизид вод акваторий как прилегающих к промышленной зоне Владивостока, так и

расположенных в слабо загрязненной и условно фоновой зонах – у мыса Створного, бухте Воевода и о. Рейнеке.

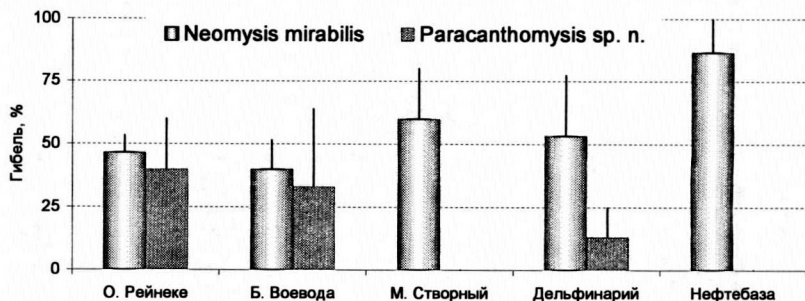


Рис. 6. Гибель ($M \pm m$, $N = 15$) мизид двух видов при биотестировании вод Амурского залива, июнь 2005 г.

При биотестировании поверхностных вод Уссурийского залива в 2006–2007 гг. достоверной токсичности проб из большинства обследованных акваторий, по сравнению с фоновой станцией, для *Paracanthomysis sp. n.* не зафиксировано. Однако следует отметить значительную изменчивость качества среды в бухте Муравьиной. В сентябре 2006 г. неразбавленная вода из этого района вызывала гибель 100 % мизид уже в течение первого часа экспозиции. Правда, в этом случае соленость составляла 21,4 ‰, однако ранее при таком опреснении столь высокой смертности тест-объектов не обнаруживалось. Проводимые в августе 2007 г. эксперименты с водой из этой же бухты не выявили ее токсичности.

В экспериментах 2007 г. по оценке влияния вод Амурского залива на выживаемость двух видов мизид выявлено негативное воздействие проб воды из наиболее загрязнённых акваторий: Спортивной Гавани, у мыса Створного, бухте Западной о. Попова. Максимальное значение – 100 % смертности – отмечено: для *Neomysis mirabilis* – в июне (в пробах воды из бухты Западной) и для *Paracanthomysis sp. n.* – в июле (в пробах воды из Спортивной Гавани).

В I и во II декадах сентября достоверного негативного влияния вод, отобранных в Амурском заливе, на выживаемость мизиды *Paracanthomysis sp. n.* не обнаружено. Привлекает внимание лишь высокий показатель смертности рачков в пробе, взятой у мыса Створного, достигавший после 96-часовой экспозиции 66,7 %.

Таким образом, биотестирование вод обследованных акваторий, как прилегающих к промышленной зоне Владивостока, куда поступает наибольшее количество

загрязняющих веществ, так и расположенных в открытых районах, выявило их негативное влияние на выживаемость мизид и предличинок анчоуса только в локальных участках. Температурный режим, насыщение кислородом и отмечаемое опреснение вод не оказывали существенного воздействия на жизнестойкость тест-организмов. Следовательно, обнаруженная токсичность проб связана с совокупным влиянием на организмы комплекса поллютантов, степень воздействия которого зависит как от их свойств, так и от физико-химических параметров вод, таксономических, видовых и других особенностей животных. В большинстве случаев наиболее уязвимыми для загрязнения оказались предличинки рыб. Поскольку мизиды и личинки рыб обладают различной устойчивостью к загрязнению, целесообразно одновременно использовать эти тест-объекты для регулярной оценки качества вод прибрежных акваторий и токсичности различных поллютантов.

Сравнение результатов более ранних экспериментальных исследований с концентрациями металлов в прибрежных водах Приморья дало основание считать, что кадмий и свинец в основном не оказывают отрицательного влияния на выживаемость японского анчоуса, за исключением наиболее загрязненных акваторий, таких как зал. Находка и внутренние бухты зал. Посьета (Никифоров, Черкашин, 2004). Однако Zn в обнаруженных концентрациях способен вызывать дополнительную смертность предличинок (10–40 %) в поверхностном слое вод большей прибрежной части Амурского залива (Черкашин и др., 2008). Для оценки влияния на выживаемость мизид и предличинок японского анчоуса других приоритетных поллютантов, поступающих в зал. Петра Великого, таких как бенз(а)пирен и медь, были проведены дополнительные экспериментальные работы.

Глава 4. ВЛИЯНИЕ БЕНЗ(А)ПИРЕНА НА ВЫЖИВАЕМОСТЬ ПРЕДЛИЧИНOK ЯПОНСКОГО АНЧОУСА

Бенз(а)пирен является наиболее распространенным высокотоксичным ПАУ, антропогенное увеличение концентраций которого вызывает необходимость оценки его влияния на организмы. Анализ результатов экспериментов с БП в июле 2005 г. при двух температурных режимах показал, что в большинстве концентраций, особенно в максимальных, наибольший летальный эффект отмечали в первые 24 ч. Углы наклона прямых трендов смертности при различной продолжительности опытов не одинаковы: значения угловых коэффициентов увеличиваются с увеличением времени экспозиции

(рис. 7), что указывает на продолжающуюся гибель предличинки, особенно в растворах, содержащих высокие концентрации БП. С увеличением длительности экспозиции с 72 до 96 ч характерное увеличение угла наклона тренда смертности и уменьшение показателей ЛК₅₀ не столь значительно (рис. 7, табл. 1).

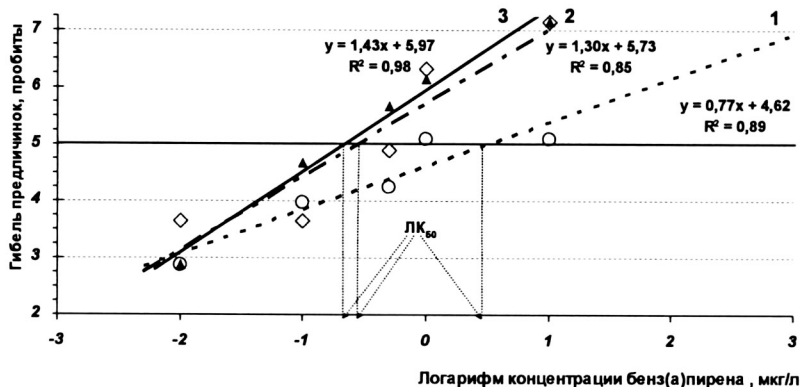


Рис. 7. Зависимость гибели (в единицах пробит) предличинок *Engraulis japonicus* от концентраций бенз(а)пирена при температуре 16–17 °С.
Время экспозиции: 1 – 48 ч, 2 – 72 ч, 3 – 96 ч

Таблица 1

Пороговые и летальные концентрации (ЛК) бенз(а)пирена (мкг/л)
для предличинок анчоуса при различных сроках экспозиции

ЛК Температура, °С	ЛК ₀	ЛК ₁₆	ЛК ₅₀	ЛК ₈₄
48 ч				
16–17	0,01	0,06	3,12±3,46	60,15
18–21	0,01	0,37	6,65±7,66	119,11
72 ч				
16–17	0,01	0,05	0,27±0,09	1,58
18–21	0,01	0,08	2,12±1,76	103,78
96 ч				
16–17	0,01	0,04	0,21±0,06	1,03
18–21	0,01	0,09	0,65±0,28	4,49

Максимальные нелетальные концентрации (ЛК₀) при 48–96-часовых экспозициях были близки и варьировали в пределах 0,006–0,010 мкг/л БП. Сравнение результатов экспериментов по изучению влияния бенз(а)пирена на предличинку японского анчоуса

с данными других исследований показывает, что рекомендуемый нами тест-объект менее устойчив к указанному поллютанту.

Глава 5. ВЛИЯНИЕ МЕДИ НА ВЫЖИВАЕМОСТЬ МИЗИД И ПРЕДЛИЧИНОВ ЯПОНСКОГО АНЧОУСА

Результаты опытов с медью свидетельствуют о низкой устойчивости стенобионтной *Paracanthomysis sp. n.* к этому элементу. Данные пробит-анализа показали, что линии трендов смертности рачков при различных сроках экспозиции практически параллельны друг другу. Однако диапазон концентраций, вызывающих гибель мизид, к завершению опыта смещается в область меньших величин, что свидетельствует о сохранении растворами меди своей токсичности.

Используя одинаковый критерий токсичности – ЛК₅₀, мы выявили наиболее устойчивый для меди тест-объект – эврибионтную мизиду удивительную (табл. 2).

Таблица 2

Видовые особенности устойчивости двух видов мизид к воздействию меди
(мкг/л Cu²⁺) в июле 2006 г.

ЛК Виды мизид	ЛК ₀	ЛК ₁₆	ЛК ₅₀	ЛК ₈₄	ЛК ₁₀₀
48 ч					
Мизиды <i>Neomysis mirabilis</i>	5,28	9,64	16,31±1,34	27,61	51,17
Мизиды <i>P. sp. n.</i>	2,24	4,24	7,42±0,65	12,96	24,95
72 ч					
Мизиды <i>Neomysis mirabilis</i>	3,06	5,23	8,35±0,74	13,35	23,13
Мизиды <i>P. sp. n.</i>	2,02	3,67	6,18±0,50	10,43	19,25
96 ч					
Мизиды <i>Neomysis mirabilis</i>	3,35	5,36	8,09±0,63	12,21	19,77
Мизиды <i>P. sp. n.</i>	0,93	1,81	3,23±0,3	5,77	11,38

Значения 96 ч ЛК₅₀ Cu²⁺ для *Paracanthomysis sp. n.* составили 3,23±0,3 мкг/л в 2006 г. и 3,10±0,27 мкг/л в 2007 г. В зависимости от сроков проведения экспериментов максимальные нелетальные концентрации меди (96 ч ЛК₀) варьировали в пределах 0,79–

0,93 мкг/л. Таким образом, достоверных различий в токсичности меди для мизид в экспериментах двух лет не обнаружено.

Токсикометрические параметры для *Paracanthomysis sp. n.* ниже величин, полученных исследователями в опытах с медью на других ракообразных (Гроздов, Соколова, 1983; Garnacho et al., 2000). Расчетные максимальные нелетальные концентрации ионов меди для этого вида мизид в 96-часовых экспериментах оказались ниже утверждённой в Российской Федерации предельно допустимой концентрации (ПДК) для морских вод рыбохозяйственных водоёмов примерно в 6 раз.

Сравнительный анализ результатов экспериментов свидетельствует и о низкой устойчивости к меди предличинок анчоуса. Гибель предличинок возрастала по мере увеличения длительности экспозиции, особенно во временном интервале от 48 до 72 ч (рис. 8, табл. 3).

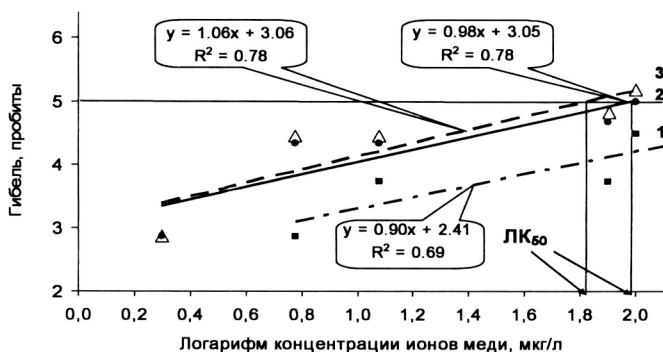


Рис. 8. Зависимость гибели предличинок анчоуса (в единицах пробыты) от концентрации ионов меди в августе 2007 г.
Время экспозиции: 1 – 48 ч, 2 – 72 ч, 3 – 96 ч.

Значения $ЛК_0$ меди при 72-часовой экспозиции в экспериментах 2006 и 2007 гг. были близки и составили 0.5 и 0.7 мкг/л, соответственно. В 96-часовых опытах 2007 г. значение $ЛК_0$ достигло 0.9 мкг/л. Все эти величины достоверно не отличались друг от друга при уровне значимости $P = 0.05$. Таким образом, в зоне максимальных нелетальных концентраций наблюдается сближение токсикорезистентности мизид и предличинок анчоуса, и разница в значениях $ЛК_0$ практически нивелируется. Основной причиной различия в значениях $ЛК_{50} Cu^{2+}$ для предличинок в экспериментах двух лет, возможно, является отличие в физико-химических характеристиках воды у о. Рейнеке,

используемой для приготовления растворов меди в период этих опытов. Известно, что в экспериментах на личинках толстоголового голяна *Pimephales promelas* из 18 различных озер с мягкой водой 96 ч ЛК₅₀ варьировала в пределах 5,3–169,5 мкг/л в зависимости от содержания растворенного органического углерода, кальция и pH (Welsh et al., 1996).

Таблица 3

Пороговые и летальные концентрации (ЛК) ионов меди (мкг/л) для предличинок анчоуса при различных сроках экспозиции, 2006, 2007 гг.

Год \ ЛК	ЛК ₀	ЛК ₁₆	ЛК ₅₀	ЛК ₈₄	ЛК ₁₀₀
48 ч					
2006	2,09	8,61	29,70±7,00	102,53	437,83
2007	3,33	59,95	754,71±703,17	9501,19	184785,12
72 ч					
2006	0,54	5,23	8,5±2.31	13,35	23,13
2007	0,65	9,32	96,31±62,48	976,48	14909,72
96 ч					
2007	0,93	7,87	67,64±36,91	580,97	7219,22

Приведенные токсикометрические параметры опытов с предличинками анчоуса близки или ниже величин, полученных исследователями в экспериментах с этим же элементом на личинках других видов рыб (Hutchinson et al., 1994; Stasiūnaitė, 2005). В зависимости от таксономической принадлежности тест-организмов 96 ч ЛК₅₀ концентрации Cu²⁺ существенно различались и составили 3,1 мкг/л для мизид *Paracanthomysis sp. n.* и 67,6 мкг/л для предличинок анчоуса. Следовательно, мизиды этого вида оказались менее устойчивы к воздействию меди, чем предличинки анчоуса.

Глава 6. СРАВНИТЕЛЬНЫЙ АНАЛИЗ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ВОД ЗАЛ. ПЕТРА ВЕЛИКОГО И ЕГО ВЛИЯНИЯ НА ВЫЖИВАЕМОСТЬ МИЗИД И ПРЕДЛИЧИНОК ЯПОНСКОГО АНЧОУСА

Приведенные результаты экспериментальных работ свидетельствуют о том, что величины ЛК₀ бенз(а)пирена для предличинок анчоуса выше его известных

концентраций в водах Амурского залива (табл. 4) и при кратковременном воздействии (96 ч) не могут оказывать отрицательного влияния на их выживаемость. Однако при аварийных разливах нефтепродуктов концентрации БП значительно выше и могут превысить расчетные значения максимальных нелетальных концентраций для анчоуса.

Таблица 4

Максимальные нелетальные концентрации бенз(а)пирена (96 ч ЛК₀)
для предличинки анчоуса и его содержание в водах Амурского залива, нг/л

Расчетные значения ЛК ₀ Акватория	6–10	Настоящая работа
Амурский залив	0,3–0,7	Аникиев и др., 1987
Амурский залив:		
о. Рейнеке	<0,1	Черкашин и др., 2008
Мыс Низкий о. Попова	0,25	
Центральный район	0,16	
Спортивная Гавань	0,55	

Сопоставление расчетных значений 96 ч ЛК₀ ионов меди с литературными данными по содержанию ее растворенных форм в водах зал. Петра Великого (табл. 5) позволяет заключить, что в открытых прибрежных водах и в некоторых заливах второго порядка концентрации этого элемента не токсичны для исследованных гидробионтов. В кутовых участках заливов уровень загрязнения растворенными формами меди превышает ее 96 ч ЛК₀ (табл. 5), т. е. обнаруживаемые концентрации способны увеличить гибель предличинки японского анчоуса и мизид *Paracanthomysis sp. n.*

Концентрации меди в водах кутовых участков большинства заливов и бухт способны привести к гибели 50 %, а в бухте Находка до 100 % особей мизиды *Paracanthomysis sp. n.* Развитие предличинки японского анчоуса, вероятно, наиболее успешно в открытых прибрежных акваториях и некоторых заливах. Для анчоуса токсичны только воды районов с интенсивным загрязнением, имеющих в заливах Амурский, Уссурийский, Находка, Посыета и др. Однако обнаруживаемые там концентрации меди способны снизить выживаемость его предличинки менее чем на 50 %.

Таблица 5

Максимальные нелетальные концентрации ионов меди (96 ч ЛК₀) для мизид и предличинок анчоуса и содержание ее растворенных форм в прибрежных водах зал. Петра Великого, мкг/л

Расчетные значения ЛК ₀		
Японский анчоус	0,5–0,9	Настоящая работа
Мизид <i>Paracanthomysis sp. n.</i>	0,8–0,9	
Мизид <i>Neomysis mirabilis</i>	3,1–3,4	
Акватория		
Юго-запад зал. Петра Великого	0,2–0,3	Шулькин, 2004
Зал. Посыета (в целом по заливу)	< 9	Наумов, 2006
Зал. Посыета: бухта Новгородская бухта Экспедиции бухта Миноносок	0,9–6,0 0,8–5,0 1,2–5,3	Ковековдова, 1993
Славянский залив: бухта Славянка бухта Наездник бухта Миноносок	0,8–7,2 1,0–6,0 0,8–5,2	Ковековдова, 1993
Амурский залив: бухта Западная (о. Попова) о. Рейнеке	1,7–6,5 0,8–6,0	Ковековдова, 1993
Амурский залив (внешняя часть)	0,2	Шулькин, 2004
Амурский залив (кутовая часть)	1,2	
Уссурийский залив (кутовая часть)	0,8–2,7	
Зал. Восток (центральная часть)	0,2	
Зал. Находка бухта Находка бухта Врангеля	0,3–26,1* 0,3–1,2; < 16* 0,2	*Наумов, 2006; Шулькин, 2004
Фоновый уровень содержания в открыгых прибрежных водах зал. Петра Великого	0,3	Шулькин, 2004

Примечание: серым цветом отмечены концентрации меди, существенно превышающие расчетные значения их ЛК₀ для наиболее уязвимых видов.

Лишь в некоторых случаях наиболее загрязненные этим металлом воды бухты Находка могут вызвать гибель всех предличинок. Для мизиды удивительной неблагоприятные условия отмечены лишь в наиболее загрязненных бухтах.

ВЫВОДЫ

1. Установлено, что мизиды и предличинки японского анчоуса *Engraulis japonicus* обладают различной устойчивостью к загрязнению вод. В большинстве случаев наиболее уязвимыми оказались предличинки. Дополнительные физиологические нагрузки, такие как преждевременный нерест под влиянием загрязнения, значительно увеличивают смертность даже эврибионтной мизиды *Neomysis mirabilis*, тем самым повышая разрешающую способность теста.
2. Доказана токсичность вод отдельных акваторий с высоким уровнем загрязнения, имеющих в Амурском и Уссурийском заливах, снижающая выживаемость мизид и предличинок анчоуса.
3. Показано, что новый тест-организм (предличинки анчоуса *Engraulis japonicus*) позволяет достоверно определять и сравнивать качество морских вод за 96 ч.
4. Максимальные нелетальные концентрации бенз(а)пирена для предличинок японского анчоуса в 72–96-часовых опытах с различным температурным режимом варьируют в пределах 0,006–0,010 мкг/л, что не превышало его содержания в водах зал. Петра Великого. При кратковременном воздействии этот поллютант не оказывает отрицательного влияния на выживаемость предличинок анчоуса.
5. Учитывая медианные летальные концентрации, можно утверждать, что мизиды *Paracanthomysis sp. n.* наименее устойчивы к воздействию меди. Наиболее токсикорезистентна мизид *Neomysis mirabilis*.
6. Максимальные нелетальные концентрации меди составляют для предличинок японского анчоуса 0,5–0,9 мкг/л; для мизид *Paracanthomysis sp. n.* – 0,8–0,9 мкг/л; для мизиды удивительной – 3,1–3,4 мкг/л. Эти значения в 1,5–9 раз ниже утвержденной ПДК растворенных форм этого металла для морской воды объектов, имеющих рыбохозяйственное значение. Следовательно, предличинок японского анчоуса и мизид *Paracanthomysis sp. n.* целесообразно использовать при разработке региональных ПДК и ОБУВ загрязняющих веществ для морских вод.
7. Максимальные нелетальные для мизид и предличинок японского анчоуса концентрации меди выше ее содержания в открытых водах зал. Петра Великого. В акваториях с интенсивным загрязнением, имеющих в заливах Амурский, Уссурийский, Находка, Посыета, определяемые концентрации меди способны существенно снизить выживаемость мизид и предличинок японского анчоуса.

Список работ, опубликованных по теме диссертации

Статьи, опубликованные в ведущих рецензируемых научных журналах:

1. Пряжевская Т.С., Черкашин С.А. Биотестирование морских вод с использованием мизид и предличинки рыб // Докл. МОИП. 2006. Т. 39. С. 146–154.
2. Пряжевская Т.С., Черкашин С.А. Влияние нефтеуглеводородов на ранний онтогенез рыб // Изв. ТИНРО. 2007. Т. 149. С. 359–365.
3. Черкашин С.А., Пряжевская Т.С., Ковековдова Л.Т., Симоконов М.В. Влияние меди на выживаемость предличинок японского анчоуса *Engraulis japonicus* (Temminck et Schlegel, 1846) // Биол. моря. 2008. Т. 34, №5. С. 377–380.
4. Черкашин С.А., Пряжевская Т.С., Черняев А.П., Лукьянова О.Н. Влияние бенз(а)пирена на выживаемость предличинок японского анчоуса *Engraulis japonicus* // Изв. ТИНРО. 2008. Т. 154. С. 270–275.

Работы, опубликованные в материалах региональных, всероссийских и международных конференций:

5. Черкашин С.А., Вейдеман Е.Л., Никифоров М.В., Пряжевская Т.С. Биотестирование качества вод Амурского залива (Японское море) // Тез. докл. II Междунар. науч. конф. «Биотехнология – охране окружающей среды». М., 2004. С. 155.
6. Черкашин С.А., Вейдеман Е.Л., Никифоров М.В., Пряжевская Т.С. Использование планктона для оценки состояния прибрежных экосистем Амурского залива Японского моря // Мат-лы III Междунар. науч. конф. «Рыбохозяйственные исследования Мирового океана». Владивосток: Дальрыбвтуз, 2005. С. 96–97.
7. Черкашин С.А., Лукьянова О.Н., Черняев А.П., Вейдеман Е.Л., Алешко С.А., Пряжевская Т.С. Экологическая ситуация в бухте Перевозной (Амурский залив, Японское море) // Мат-лы Междунар. науч. чтений «Приморские зори – 2005». Владивосток: ТАНЭБ, 2005. Вып. 1. С. 28–32.
8. Cherkashin S.A., Pryazhevskaya T.S. Bioindication and biotesting of ecotoxicological state of Peter the Great Bay, the Sea of Japan // Modern problems of aquatic toxicology. Intern. Workshop. Borok, 2005. Abstracts. P. 25.
9. Черкашин С.А., Пряжевская Т.С., Вейдеман Е.Л. Биоиндикация и биотестирование экотоксикологического состояния Амурского залива и сопредельных акваторий // Мат-лы Междунар. науч.-практ. конф. «Экологические проблемы использования прибрежных морских акваторий». Владивосток, 2006. С. 210–213.
10. Черкашин С.А., Щеглов В.В., Пряжевская Т.С., Вейдеман Е.Л. Биотестирование и биоиндикация компонентов экосистем дальневосточных морей // Тез. докл. IV Междунар. науч. конф. «Биотехнология – охране окружающей среды». М., 2006. С. 256–257.
11. Пряжевская Т.С., Черкашин С.А., Нигматулина Л.В., Вейдеман Е.Л. Влияние загрязнения вод Амурского и Уссурийского заливов (Японское море) на выживаемость мизид и предличинок японского анчоуса // Мат-лы Междунар. науч. чтений «Приморские зори – 2007». Владивосток: ТАНЭБ, 2007. С. 178–182.
12. Пряжевская Т.С. Оценка степени токсичности меди и загрязнённых вод залива Петра Великого для мизид и предличинок японского анчоуса // Мат-лы науч. конф. «Современное состояние водных биоресурсов», посвященной 70-летию С.М. Коновалова. Владивосток: ТИНРО-Центр, 2008. С. 617–621.
13. Черкашин С.А., Блинов Ю.Г., Щеглов В.В., Пряжевская Т.С. Влияние загрязнения на рыб и ракообразных залива Петра Великого (Японское море) // Мат-лы науч. конф. «Современное состояние водных биоресурсов», посвященной 70-летию С.М. Коновалова. Владивосток: ТИНРО-Центр, 2008. С. 664–668.

ПРЯЖЕВСКАЯ ТАТЬЯНА СЕРГЕЕВНА

**ВЛИЯНИЕ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ВОД ЗАЛИВА ПЕТРА ВЕЛИКОГО
НА ВЫЖИВАЕМОСТЬ МИЗИД И ПРЕДЛИЧИНОК
ЯПОНСКОГО АНЧОУСА**

03.00.16 – экология

АВТОРЕФЕРАТ

**диссертации на соискание ученой степени
кандидата биологических наук**

Подписано к печати 31.10.2008 г. Формат 60×84 1/16.
Уч.-изд. л. 1.0. Тир. 100 экз. Заказ №589.

Отпечатано в типографии ИПК МГУ им. адм. Г.И. Невельского
690059 г. Владивосток, ул. Верхнепортовая, 50а

